



47º Congresso Nacional de
Saneamento da Assemæe
**Saneamento Público Municipal:
um caminho para o Brasil**

ANAIIS

**21ª Exposição de Experiências
Municipais em Saneamento**

19 a 22 de junho de 2017 • Campinas / SP

ISBN 978-85-99947-20-3

Realização



Sobre a ASSEMAE

A Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento (Assemae) é uma organização não governamental, criada em 1984, cuja finalidade é unir, representar e apoiar os serviços municipais de saneamento básico, responsáveis pelos sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo dos resíduos sólidos e drenagem urbana.

Com reconhecimento e credibilidade internacional, a Assemae reúne quase dois mil associados, atuando nas diversas esferas do poder público, além de participar do Conselho Nacional das Cidades, Conselho Nacional de Recursos Hídricos, conselhos estaduais de saneamento e comitês de bacias hidrográficas.

Por considerar o saneamento básico como direito de todos, a entidade defende a gestão pública dos serviços do setor, sendo referência na luta pela sustentabilidade, controle social e melhor qualidade de vida nos municípios brasileiros. Para a Assemae, o saneamento básico é questão de saúde pública, e por essa razão, deve ser priorizado nas políticas brasileiras, com transparência, ética e participação da sociedade.

Saiba mais: www.assemae.org.br

Apresentação da 21ª EEMS

Para incentivar a produção técnico-científica e permitir a troca de experiências bem sucedidas na área de saneamento básico, a Assemae realiza no município de Campinas (SP) o 47º Congresso Nacional de Saneamento da Assemae, considerado o maior encontro anual do setor no Brasil. Tradicionalmente conhecido como Assembleias Nacionais, em 2017 o evento passa a se chamar Congresso de Saneamento da Assemae, reunindo aproximadamente dois mil participantes de 19 a 22 de junho de 2017.

Um dos principais atrativos do congresso é a apresentação de trabalhos técnico-científicos com a finalidade de promover a troca de experiências e de informação entre os serviços municipais de saneamento básico e os pesquisadores do setor. Os trabalhos podem abordar uma diversidade de temas conjunturais do saneamento básico, a exemplo de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo dos resíduos sólidos, drenagem urbana, eficiência energética, educação ambiental, redução de perdas de água ou gestão integrada de resíduos sólidos.

Com conteúdo inédito, os trabalhos visam apresentar experiências que fortaleçam a ação dos municípios no âmbito dos serviços de saneamento básico. Durante o evento, os autores são avaliados e concorrem a premiações oferecidas pela Assemae. Em Campinas, o primeiro autor do melhor trabalho receberá como premiação o pagamento de todos os custos relativos à passagem, hotel, alimentação e isenção de inscrição para participar do 48º Congresso Nacional de Saneamento da Assemae, em 2018.

Estamos de braços abertos para receber sua experiência. Seja bem-vindo.

Aparecido Hojajj
Presidente da Assemae

Paulo Sérgio Scalize
Coordenador da 21ª EEMS

Comissão Científica

Avaliador

Adilson Ben da Costa
Adriano Luiz Tonetti
Alexandre Silveira
Álison Melo

Angela Di Bernardo Dantas
Arnaldo Sarti
Aurélio Picanço
Carlos Henrique de Melo
Cláudio Antônio Andrade Lima
Dieter Wartchow
Elaine Franciely Dos Santos Barros
Emília Wanda Rutkowski
Eraldo Henriques de Carvalho
Francisco Javier Cuba Teran
Geraldo Basílio Sobrinho

Germán Sanz Lobón
Glenda Barbosa de Melo
Hermelinda Maria Rocha Ferreira
Humberto Carlos Ruggeri Junior
João Sérgio Cordeiro
Joel Roberto Guimarães Vasco
Jorge Luiz da Paixão Filho
José Vicente Granato De Araújo
Júlio César Teixeira
Karla Alcione Cruvinel
karla Emmanuela Ribeiro Hora
Katia Alcione Kopp
Katia Sakihama Ventura
Luana Mattos De Oliveira Cruz
Luiz Roberto Santos Moraes
Marcus André Siqueira Campos
Marcus Cesar Avezum Alves de Castro
Maria Teresa Chenaud Sá de Oliveira
Mariana Rodrigues Ribeiro Dos Santos
Nilson Clementino Ferreira
Nolan Ribeiro Bezerra
Nora Katia Saavedra
Oyana Rodrigues Santos
Patrícia Campos Borja
Paulo Vaz Filho
Paulo Sérgio Scalize
Poliana Nascimento Arruda
Renavan Andrade Sobrinho
Ricardo Reis
Roberta Vieira Nunes Pinheiro
Rodrigo Moruzzi
Rogério Araújo Almeida
Rosana Gonçalves Barros
Saulo Bruno Silveira e Souza
Silvio Roberto Orrico
Simone Costa Pfeiffer
Tsunao Matsumoto

Instituição

UNISC
UNICAMP
UNIFAL MG Poços de Caldas
Agência Reguladora dos Serviços Públicos Delegados do
Estado do Ceará (ARCE)
UNAERP
IQ UNESP Araraquara
UFT
FUNASA
UNIFAL MG Poços de Caldas
UFRGS
Prefeitura Itumbiara
UNICAMP
UFG
UFG
Agência Reguladora dos Serviços Públicos Delegados do
Estado do Ceará (ARCE)
UFG
ASSEMAE
APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima)
UFG
UFSCar
UFG
Universidade Presbiteriana Mackenzie, Campinas.
UFG
UFJF
UFG
UFG
UFG
UFSCar
UNICAMP
UFBA
UFG
UNESP Rio Claro
UFBA
UNICAMP
UFG
Instituto Fed de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás
UFG
IFG Goiânia
UFBA
Faculdades Integradas de Araraquara (Logatti)
UFG
UFG
UFBA
UFG
UFG
UNESP Rio Claro
UFG
IFG Goiânia
UFG
UEFS
UFG
UNESP Ilha Solteira

Comissão Organizadora 47º Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE

Rodopiano Marques Evangelista: Coordenador-Geral do 47º Congresso Nacional de Saneamento da Assemae e Vice-Presidente da Assemae

Paulo Sérgio Scalize: Coordenador da Exposição de Experiências Municipais em Saneamento

Darci Ervino Schitz: 1º Diretor Financeiro da Assemae e Presidente da Assemae Regional do Paraná

Cléber Frederico Ribeiro: 1º Secretário da Assemae

Carlos Pedro Bastos: Diretor de Assistência Técnica aos Municípios da Assemae

Francisco dos Santos Lopes: Secretário Executivo da Assemae

Francisco Gabriel Alves da Silva: Gerente de Comunicação da Assemae

Alexandra Caprioli: Diretora de Turismo da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Econômico, Social e Turismo de Campinas (SP)

Andrea Santos de Deus: Assessora Técnica da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Econômico, Social e Turismo e Campinas (SP)

Fernando Ribeiro Rossilho: Chefe de Gabinete da Presidência da Sanasa de Campinas (SP)

Alessandro Siqueira Tetzner: Gerente de Gestão da Qualidade e Relações Técnicas da Sanasa de Campinas (SP) e Diretor de Assistência Técnica aos Municípios da Assemae.

Comissão Relatora da 21ª EEMS

Paulo Sérgio Scalize

Renavan Andrade Sobrinho

Rodopiano Marques Evangelista

Patrícia Campos Borja

Luiz Roberto Santos Moraes

Dieter Wartchow

João Sérgio Cordeiro

Antonio Carlos de Azevedo Lobão

Coordenação Geral da 21ª EEMS

Paulo Sérgio Scalize

Temário

Tema

Abastecimento de Água

Descrição

Captação, tratamento, abastecimento e distribuição de água; resíduo de ETA.

Esgotamento Sanitário

Caracterização, coleta, tratamento, disposição, reuso, lodos e biossólidos.

Limpeza Pública e Manejo dos Resíduos Sólidos

Reciclagem, coleta, tratamento, disposição final e aterros, logística reversa.

Drenagem Urbana e Manejo das Águas Pluviais

Manejo e drenagem de águas pluviais, hidrologia urbana, tratamento e gestão.

Recursos Hídricos

Mananciais superficiais e subterrâneos; planejamento, gestão e aproveitamento das águas; controle da poluição; políticas e estudos avaliativos; cobrança pelo uso da água.

Saúde Pública e Controle de Vetores

Doenças, controle de vetores, epidemiologia, vigilância sanitária e salubridade ambiental.

Política e Gestão dos Serviços de Saneamento Básico

Política, planejamento e gestão ambiental; política, planejamento e gestão de serviços públicos de saneamento básico, regulamentação, eficiência gerencial, organização e qualidade.

Educação Ambiental e Comunicação Social

Participação e controle social; educação ambiental, formação gestão e capacitação de pessoas em saneamento e meio ambiente.

Gestão e Redução de Perdas de Água; energia e eficiência energética

Gestão e perdas nos sistemas de abastecimento de água; energia e meio ambiente; conexão entre água e energia; eficiência energética em saneamento; gestão; controle e redução de consumo.

Planos Municipais, Regionais e Estaduais de Saneamento Básico e Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

Elaboração, implementação e manutenção de planos municipais, regionais e estaduais de saneamento básico; gestão dos resíduos sólidos, consórcios; plano de segurança hídrica.

Política Tarifária e Modelos Regulatórios

Estudos tarifários, sustentabilidade econômica-financeira, estudos de impacto regulatório, atuação de agências reguladoras, inadimplência e arrecadação, fiscalização, dívida ativa.

Saneamento Rural

Água, esgoto, drenagem, resíduos sólidos, gestão comunitária.

SUMÁRIO

Apresentação Oral

Tema 1 - Abastecimento de Água: Captação, tratamento, abastecimento e distribuição de água; resíduo de ETA.

| | |
|---|-----|
| A IMPORTÂNCIA DA INSPEÇÃO E ESPECIFICAÇÃO DE MATERIAIS NA EMPRESA DE SANEAMENTO | 1 |
| APLICABILIDADE DOS PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA DE CISTERNAS: UMA ANÁLISE NO MUNICÍPIO DE SANTA BRÍGIDA - BA | 13 |
| APLICAÇÃO DO LODO DE ETA EM CULTIVOS AGRÍCOLAS | 28 |
| AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA – A IMPORTÂNCIA DA SUBSTITUIÇÃO DOS LEITOS FILTRANTES | 37 |
| AVALIAÇÃO DO USO E FUNCIONAMENTO DE CISTERNA DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA DO P1MC A PARTIR DA ANÁLISE FATORIAL – ESTUDO DE MUNICÍPIOS BAIANOS | 48 |
| AVALIAÇÃO DOS MATERIAIS E DOS ASPECTOS CONSTRUTIVOS DE UM FILTRO ARTESANAL A BASE DE ZEÓLITA APLICÁVEL EM SOLUÇÕES ALTERNATIVAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA..... | 59 |
| AVALIAÇÃO TÉCNICA DA CAPACIDADE DE PRODUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA DO SAAE DE ITABIRITO..... | 66 |
| DESENVOLVIMENTO DE UM FILTRO LENTO BIFLUXO COM RETROLAVAGEM..... | 73 |
| FERRAMENTA COMPUTACIONAL PARA CONTROLE DE PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA | 87 |
| MAPEAMENTO SISTEMÁTICO DE PUBLICAÇÕES: FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANO COMO SUBPRODUTO DA DESINFECÇÃO | 101 |
| OS PROBLEMAS NOS DADOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA EM PERIFERIAS METROPOLITANAS: O CASO DE SÃO GONÇALO, METRÓPOLE DO RIO DE JANEIRO | 115 |
| REABILITAÇÃO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO EM MONTE ALEGRE DE MINAS, MINAS GERAIS | 128 |
| RELAÇÃO ENTRE CUSTO DE INSUMOS QUÍMICOS NA ETA E QUALIDADE DE ÁGUA BRUTA | 143 |

Tema 2 - Esgotamento Sanitário: Caracterização, coleta, tratamento, disposição, reuso, lodos e biossólidos.

| | |
|--|------------|
| APLICAÇÃO DE GEOSSINTÉTICOS EM SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA: COMPARAÇÃO ENTRE REATOR EM FLUXO CONTÍNUO E FLUXO INTERMITENTE..... | 149 |
| APLICAÇÃO DE SAIS DE FERRO NO CONTROLE DE ODORES DOS RAFAs DA ETE ANHUMAS | 161 |
| AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS POR SORÇÃO EM SOLOS RESIDUAIS DA REGIÃO DA BEIRA INTERIOR DE PORTUGAL | 175 |

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS POR SORÇÃO EM SOLOS RESIDUAIS DA REGIÃO DA BEIRA INTERIOR DE PORTUGAL

Flora Silva⁽¹⁾

Doutora em Engenharia Civil, Universidade da Beira Interior. Professora-adjunta, Departamento de Construções Cíveis e Planeamento, Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, Portugal.

António Albuquerque

Doutor em Engenharia Civil, Universidade da Beira Interior. Professor Auxiliar, Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura, Faculdade de Engenharia, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.

Paulo Sérgio Scalize

Doutor em Engenharia Civil. Professor Associado, Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Brasil.

Endereço⁽¹⁾: ESTiG - Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 - Bragança - Portugal - Tel: +351 273 303 000 – e-mail: flora@ipb.pt

RESUMO

A recarga artificial de aquíferos (RAQ) com águas residuais tratadas (ART) é uma prática muito comum a nível internacional, mas pouco considerada em Portugal e no Brasil. Contudo, as cargas residuais das ART (p.e. metais pesados), quando depositados no solo ou água, podem causar impactos ambientais significativos nos seus usos, além de provocar sérios problemas de saúde em várias espécies animais devido à sua bioacumulação nas cadeias tróficas. O presente estudo pretende mostrar que os solos residuais graníticos da Quinta de Gonçalo Martins (Guarda), na região da Beira Interior de Portugal, apresentam características físico-químicas e mineralógicas favoráveis à infiltração de ART para a RAQ. Os resultados dos ensaios de sorção em batelada indicam que o solo apresenta capacidade reativa para remover, a eficiências elevadas, por mecanismos de adsorção e permuta iônica, a carga residual de Cu, Ni, Pb e Zn comum em ART. Após realização dos ensaios em batelada, as propriedades do solo mantiveram-se praticamente inalteradas.

Palavras-chave: Metais pesados, sorção, solos residuais.

INTRODUÇÃO

Em vários países e regiões do Mundo, que têm evidenciado grandes dificuldades em satisfazer as suas necessidades de água (em especial zonas áridas e semi-áridas), as soluções tomadas para reduzir a escassez de água têm incluída a recarga artificial de aquíferos (RAQ) com águas residuais tratadas (ART) (Díaz *et al.*, 2000; Nojd *et al.*, 2009; Lluria, 2009). A RAQ pode constituir uma alternativa para o restabelecimento de volumes de água subterrânea e deve ser considerada nas estratégias de reutilização da água e da gestão integrada de recursos hídricos. Contudo, as cargas residuais das ART (p.e. metais pesados) podem ser uma desvantagem para a qualidade da água subterrânea, caso o solo não apresente condições favoráveis para a sua infiltração. O solo, pode atuar como um filtro reativo com capacidade para remover a carga residual das ART. As argilas, como a caulinite, ilite, montmorilonite, entre outras, têm propriedades reativas que lhes permitem remover catiões metálicos (p.e. Cr^{3+} , Cr^{6+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}), bem como catiões inorgânicos (p.e. NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} e Al^{3+}), essencialmente por mecanismos de sorção (p.e. adsorção, troca iônica e complexação e precipitação), tal como foi comprovado nos estudos de Fike (2001), Meurer *et al.* (2006), Ramísio (2007), Costa (2011), Chaari *et al.* (2011), Talaat *et al.* (2011), Lukman *et al.* (2013) e Silva (2015). No entanto, é difícil avaliar a eficiência e o modo de remoção de metais pesados “*in situ*”, sendo mais prático usar experiências laboratoriais (p.e. ensaios em batelada). Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de remoção de cinco metais pesados, nomeadamente cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn), referentes aos iões metálicos Cr^{3+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} , respetivamente, usando a componente fina de solos residuais da Quinta de Gonçalo Martins (Guarda, Portugal), utilizando ensaios em batelada, e verificar quais os mecanismos de sorção responsáveis pela remoção desses poluentes, bem como possíveis alterações no material utilizado.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo localiza-se na região da Beira Interior de Portugal, tendo a amostra de solo residual sido coletada na Quinta de Gonçalo Martins (Guarda), um dos locais selecionados para infiltração de ART provenientes de efluente de tratamento secundário (Silva, 2011; Silva *et al.*, 2017). Para este estudo, extraiu-se do solo a componente inferior a 0,075 mm (fino do solo), por ser nesta que se encontram as frações mais reativas do solo, nomeadamente silte e argila. Para perceber a importância das propriedades do solo na remoção de metais pesados, determinaram-se algumas propriedades físicas, químicas e mineralógicas. Foram determinados os volumes diferencial e cumulativo do fino do solo em função do tamanho das partículas, bem como a superfície específica, por difração laser, recorrendo ao *Coulter* LS200. A densidade das partículas sólidas, foi determinada pelo método do picnómetro (NP 83:1965) e a porosidade usando os procedimentos descritos em Silva (2015). A composição mineralógica qualitativa do solo, foi

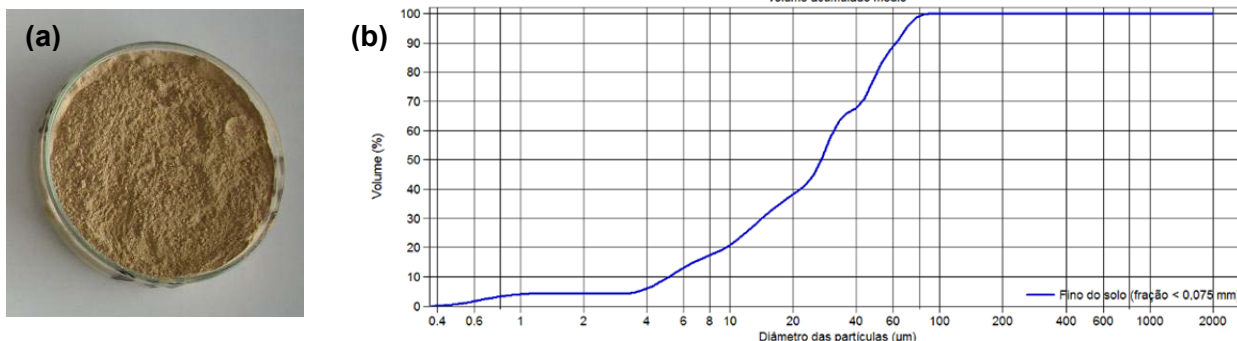
determinada através de Difração de Raios-X (DRX) com um difractorímetro Rigaku, DMAX III/C, EUA. Para a análise morfológica e microestrutural, foi utilizado o Microscópio Eletrônico de Varrimento (SEM), Hitachi S-2700, EUA. A composição química (análise em óxidos e elementar), foi determinada com o Espectrómetro de Energia Dispersiva (EDS) que se encontra acoplado ao SEM. A capacidade de troca catiónica foi determinada, pelo método do acetato de amónio tamponizado a pH de 7, descrito em Houba *et al.* (1995). A matéria orgânica pelo método de Walkley-Black, descrito por Nelson e Sommers (1996) e o pH do solo, determinado em H₂O e KCl pelo método potenciométrico, em suspensão (solo: água, 1:2,5), descrito por Van Reeuwijk (2002).

Nos ensaios de sorção em batelada, foram utilizadas soluções concentradas de 1,0 g/L de cromato de potássio (K₂CrO₄), sulfato de cobre (CuSO₄), cloreto de níquel (NiCl₂), nitrato de chumbo (Pb(NO₃)₂) e cloreto de zinco (ZnCl₂), para estudar a remoção dos iões metálicos Cr³⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Pb²⁺ e Zn²⁺, respetivamente. Para o estudo da cinética de reação foram utilizadas soluções aquosas de K₂CrO, CuSO₄, NiCl₂, Pb(NO₃)₂ e ZnCl₂ com as seguintes concentrações teóricas (C): 0; 1; 2,5; 5; 7,5 e 10 mg/L. Em 6 recipientes de vidro de 500 mL colocaram-se amostras de 0,5 g de fino do solo. A cada recipiente foram adicionados 200 mL de solução aquosa de iões com as concentrações de solutos referidas. Os recipientes foram agitados durante 24 horas, tendo sido retirados 5 mL de amostra líquida aos tempos 0; 0,25; 0,75; 2; 5; 11 e 24 horas e registados os valores de pH e temperatura. O equipamento experimental utilizado consistiu num agitador mecânico Flask Shaker SF1 da Stuart Scientific (Inglaterra), o qual foi calibrado de modo a promover uma rotação constante e igual a 120 oscilações por minuto, tal como utilizado por Ruan e Gilkes (1996). Para medição do pH e temperatura foi utilizada uma sonda SenTix 41 ligada a um medidor Multi 340i da WTW, Alemanha. A determinação de metais foi efetuada através de um espectrofotómetro de absorção atômica GBC-906 (Austrália), de acordo com a norma ISO 15586:2003.

RESULTADOS/DISCUSSÃO

O solo utilizado na pesquisa (Figura 1a) tem cerca de 4,94% de argila (dimensão de partícula inferior a 2 µm) (Figura 1b), percentagem esta importante para evitar a colmatação do solo e assegurar o tratamento da água residual (Kallali *et al.*, 2007). A amostra apresenta uma densidade de 2,65, porosidade de 48,00% e superfície específica de 0,29 m²/g.

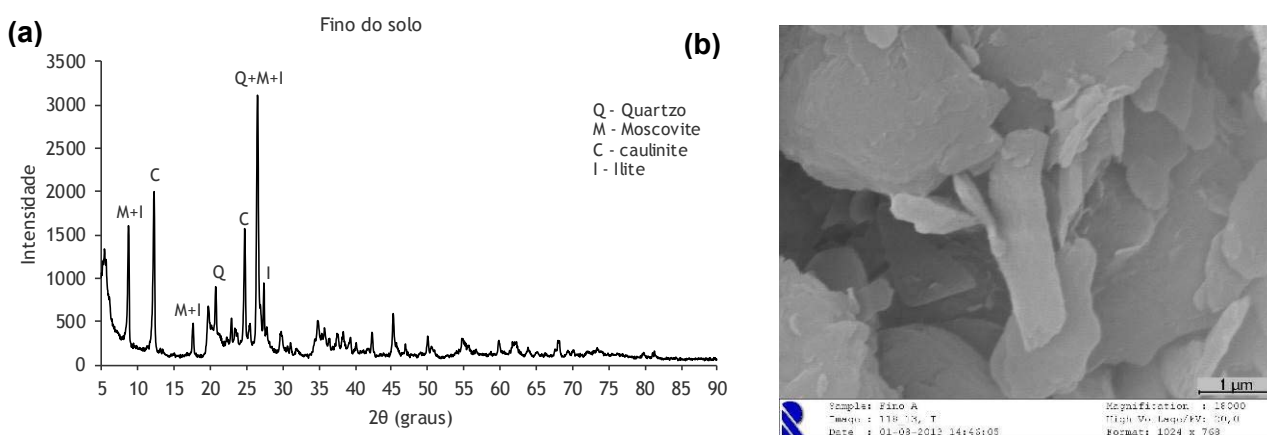
Figura 1 – Solo utilizado na pesquisa (a) com o diagrama cumulativo da fração volumétrica correspondente ao fino do solo (b)



Contém essencialmente sílica (60,44%) e alumina (31,76%), com teores mais baixos de ferro (3,99%) e potássio (3,81%). A capacidade de troca catiônica (a pH = 7) é média (11,68 cmol_c/kg) (LQARS, 2006), favorecendo mais a permuta do catião Ca²⁺, em relação ao Mg²⁺, K⁺ e Na⁺. O teor em matéria orgânica é muito baixo (0,45%), sendo o solo muito ácido (pH = 4,44).

O difractograma da Figura 2a mostra que, a composição mineralógica consiste essencialmente em quartzo, moscovite, ilite, caulinite e também esmectite, constituindo a caulinite cerca de 60% do mineral argiloso presente no solo. A Figura 2b mostra a morfologia das partículas de fino do solo.

Figura 2 – a) Difractograma de raios-X do fino do solo; b) Imagem SEM do fino do solo, ampliação de 18000x.



O complexo argilo-coloidal deste solo apresenta propriedades reativas que lhe permitem remover poluentes por mecanismos de sorção, bem como uma superfície específica adequada para o desenvolvimento do biofilme com capacidade para remover poluentes e patogênicos através de mecanismos de biodegradação (Silva, 2015).

Após os ensaios de sorção em batelada com os cinco metais pesados, verificou-se, na generalidade, uma ligeira diminuição de Al_2O_3 e um aumento de SiO_2 , K_2O e Fe_2O_3 , tendo ainda sido detectada a presença de Na_2O . As fases cristalinas detectadas inicialmente permaneceram aparentemente inalteradas, apenas se verificando pequenas variações na intensidade.

Nas Tabelas 1 a 5 apresentam-se os resultados dos ensaios realizados para o estudo da cinética de reação com Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Os resultados permitem observar que as concentrações de equilíbrio (C_e) foram atingidas entre as 2 h e 5 h de contato, para o Cr (Tabela 1) e Pb (Tabela 4), entre as 2 h e 11 h para o Ni (Tabela 3), entre as 5 h e 11 h para o Cu (Tabela 2) e às 2 h para o Zn (Tabela 5), tendo sido observadas eficiências de remoção (ER) de Cr de 10,1%, de Cu de 68,3%, de Ni de 79,2%, de Pb de 83,2% e de Zn de 79,5% para as C_e de 8,68 mg Cr/L, 0,71 mg Cu/L, 0,20 mg Ni/L, 0,19 mg Pb/L e 0,23 mg Zn/L.

Tabela 1 – Resultados dos ensaios para o estudo da cinética de reação com Cr.

| Metal | Concentração Teórica (C) (mg/L) | Concentração após contato com o fino do solo (mg/L) | | | | | | |
|-------|---------------------------------|---|--------|--------|---------------------------|---------------------------|------|------|
| | | 0 h | 0,25 h | 0,75 h | 2 h | 5 h | 11 h | 24 h |
| Cr | 1,0 | 0,94 | 0,89 | 0,88 | 0,85 ¹⁾ | 0,88 | 0,86 | 0,85 |
| | 2,5 | 2,33 | 2,27 | 2,30 | 2,25 | 2,22 ¹⁾ | 2,24 | 2,20 |
| | 5,0 | 5,62 | 5,18 | 5,22 | 5,08 ¹⁾ | 5,16 | 5,23 | 5,21 |
| | 7,5 | 6,88 | 6,73 | 6,30 | 6,35 | 6,31 ¹⁾ | 6,36 | 6,35 |
| | 10,0 | 9,66 | 8,98 | 8,74 | 8,72 | 8,68 ¹⁾ | 8,70 | 8,73 |

¹⁾ Em negrito apresentam-se as concentrações no equilíbrio.

Tabela 2 – Resultados dos ensaios para o estudo da cinética de reação com Cu.

| Metal | Concentração Teórica (C) (mg/L) | Concentração após contato com o fino do solo (mg/L) | | | | | | |
|-------|---------------------------------|---|--------|--------|------|---------------------------|---------------------------|------|
| | | 0 h | 0,25 h | 0,75 h | 2 h | 5 h | 11 h | 24 h |
| Cu | 1,0 | 0,92 | 0,63 | 0,51 | 0,48 | 0,45 | 0,44 ¹⁾ | 0,46 |
| | 2,5 | 2,24 | 1,14 | 0,75 | 0,71 | 0,78 | 0,71 ¹⁾ | 0,70 |
| | 5,0 | 5,35 | 4,21 | 4,27 | 4,33 | 4,31 ¹⁾ | 4,36 | 4,38 |
| | 7,5 | 7,27 | 6,05 | 5,91 | 5,88 | 5,84 ¹⁾ | 5,88 | 5,90 |
| | 10,0 | 10,13 | 8,52 | 8,18 | 8,07 | 8,12 | 8,05 ¹⁾ | 8,13 |

¹⁾ Em negrito apresentam-se as concentrações no equilíbrio.

Tabela 3 – Resultados dos ensaios para o estudo da cinética de reação com Ni.

| Metal | Concentração Teórica (C) (mg/L) | Concentração após contato com o fino do solo (mg/L) | | | | | | |
|-------|---------------------------------|---|--------|--------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|------|
| | | 0 h | 0,25 h | 0,75 h | 2 h | 5 h | 11 h | 24 h |
| Ni | 1,0 | 0,96 | 0,26 | 0,18 | 0,20 ¹⁾ | 0,17 | 0,21 | 0,22 |
| | 2,5 | 2,88 | 1,28 | 1,24 | 1,21 | 1,20 | 1,18 ¹⁾ | 1,19 |
| | 5,0 | 4,96 | 3,41 | 3,22 | 3,18 ¹⁾ | 3,21 | 3,23 | 3,20 |
| | 7,5 | 7,46 | 5,28 | 5,21 | 5,13 ¹⁾ | 5,11 | 5,14 | 5,10 |
| | 10,0 | 10,11 | 7,88 | 7,61 | 7,58 | 7,55 ¹⁾ | 7,52 | 7,54 |

¹⁾ Em negrito apresentam-se as concentrações no equilíbrio.

Tabela 4 – Resultados dos ensaios para o estudo da cinética de reação com Pb.

| Metal | Concentração Teórica (C) (mg/L) | Concentração após contato com o fino do solo (mg/L) | | | | | | |
|-------|---------------------------------|---|--------|--------|---------------------------|---------------------------|------|------|
| | | 0 h | 0,25 h | 0,75 h | 2 h | 5 h | 11 h | 24 h |
| Pb | 1,0 | 1,13 | 0,35 | 0,16 | 0,19 ¹⁾ | 0,13 | 0,14 | 0,18 |
| | 2,5 | 3,11 | 2,04 | 1,21 | 1,18 | 1,15 ¹⁾ | 1,16 | 1,14 |
| | 5,0 | 4,86 | 3,17 | 2,95 | 2,88 ¹⁾ | 2,91 | 2,94 | 2,96 |
| | 7,5 | 7,12 | 5,48 | 5,23 | 5,12 ¹⁾ | 5,21 | 5,23 | 5,30 |
| | 10,0 | 10,53 | 7,13 | 6,87 | 6,41 | 6,38 ¹⁾ | 6,33 | 6,38 |

¹⁾ Em negrito apresentam-se as concentrações no equilíbrio.

Tabela 5 – Resultados dos ensaios para o estudo da cinética de reação com Zn.

| Metal | Concentração Teórica (C) (mg/L) | Concentração após contato com o fino do solo (mg/L) | | | | | | |
|-------|---------------------------------|---|--------|--------|---------------------------|------|------|------|
| | | 0 h | 0,25 h | 0,75 h | 2 h | 5 h | 11 h | 24 h |
| Zn | 1,0 | 1,12 | 0,37 | 0,27 | 0,23 ¹⁾ | 0,22 | 0,25 | 0,21 |
| | 2,5 | 2,55 | 1,52 | 1,24 | 1,21 ¹⁾ | 1,22 | 1,24 | 1,22 |
| | 5,0 | 5,18 | 3,12 | 3,03 | 3,08 ¹⁾ | 3,06 | 3,10 | 3,07 |
| | 7,5 | 7,44 | 5,21 | 5,08 | 5,03 ¹⁾ | 5,05 | 5,03 | 5,09 |
| | 10,0 | 10,33 | 7,16 | 7,07 | 6,93 ¹⁾ | 6,91 | 6,97 | 7,00 |

¹⁾ Em negrito apresentam-se as concentrações no equilíbrio.

Nas Figuras 3a a 3e, apresentam-se, para as diferentes concentrações teóricas (C), a variação do pH e da temperatura ao longo das 24 horas dos ensaios com Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. As taxas de sorção foram calculadas pela expressão (1):

$$q_s = (C_i - C_f) \times V/m_s \quad (1)$$

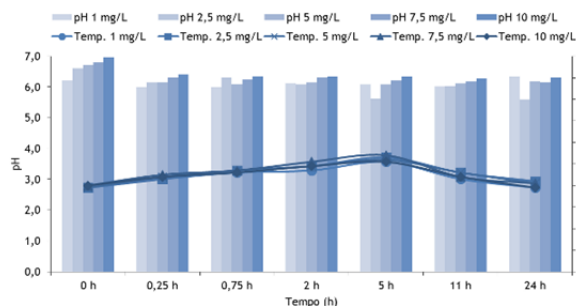
onde, q_s é taxa de sorção (mg/g), C_i é a concentração inicial de soluto em solução (mg/L), C_f é a concentração final ou de equilíbrio de soluto em solução (mg/L), V é o volume da solução (L) e m_s é a massa de sorvente (g).

Da análise das Figuras 3a a 3e, em todos os ensaios em batelada realizados por Silva (2015), na generalidade, observou-se uma diminuição do pH logo após 15 minutos de contato, continuando a decrescer ao longo do tempo até às 24 horas de duração dos ensaios.

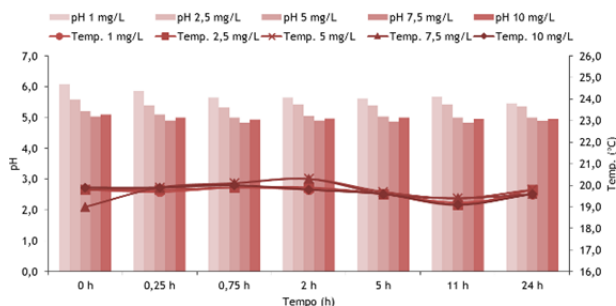
Nos ensaios realizados com Cr (em que a sua remoção foi mais baixa) o pH variou entre 6,95 (início) e 5,60 (final), verificando-se quase sempre acima de 6. Esta descida de pH, terá estado associada à dissociação de iões H^+ do complexo argilo-coloidal do solo para o meio aquoso devido à hidrólise de estruturas tetraédricas e octaédricas (Koppelman *et al.*, 1980; Costa, 2011), bem como a uma eventual hidratação de óxidos de alumínio e ferro, que poderá ter reduzido a concentração de OH^- em solução. A remoção do ião Cr^{3+} foi baixa, porque o pH ideal para a sua adsorção eletrostática e permuta iônica situa-se entre 2 e 4 (Wu *et al.*, 2008). De outra forma, a remoção por complexação e precipitação na forma de hidróxidos só ocorre significativamente para valores de pH superiores a 6 (LeClaire, 1985; Csobán *et al.*, 1998; Fike, 2001; Chaari *et al.*, 2011), o que no geral aconteceu com este ião.

Nos ensaios com Cu, Ni, Pb e Zn, além da referida dissociação, terá também ocorrido permuta iônica entre os iões H^+ e iões Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} (daí os valores de pH serem mais baixos nos ensaios com estes quatro iões, com valores próximos de 5), embora pareça também ter existido troca iônica com os iões Al^{3+} e Fe^{3+} que estavam presentes no complexo argilo-coloidal, e diminuição de OH^- devido à hidratação de óxidos de ferro e alumínio. LeClaire (1995) indica que a troca iônica de H^+ , Al^{3+} e Fe^{3+} por Cu^{2+} e Zn^{2+} é favorecida para valores de pH inferiores a 5,5. A remoção de Cu, Ni, Pb e Zn não terá ocorrido por complexação e precipitação na forma de hidróxidos, pois só tem significado para valores acima de 6 (LeClaire, 1985; Csobán *et al.*, 1998; Fike, 2001; Chaari *et al.*, 2011).

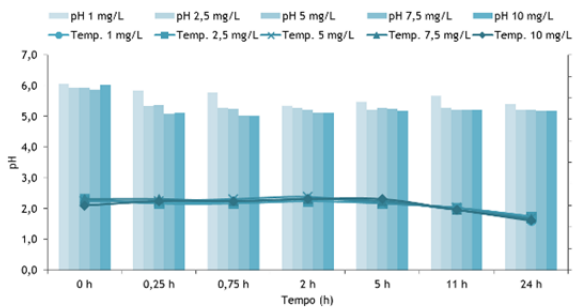
Figura 3 – Variação do pH e temperatura em função do tempo no ensaio da cinética de reação para Cr (a), Cu (b), Ni (c), Pb (d) e Zn (e).



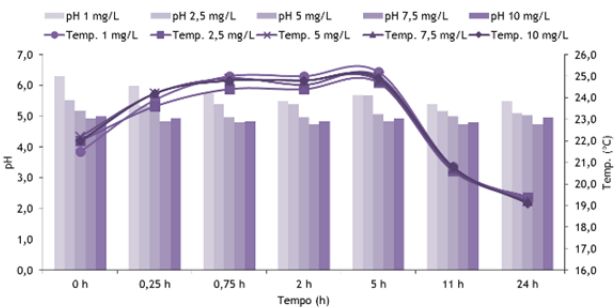
(a)



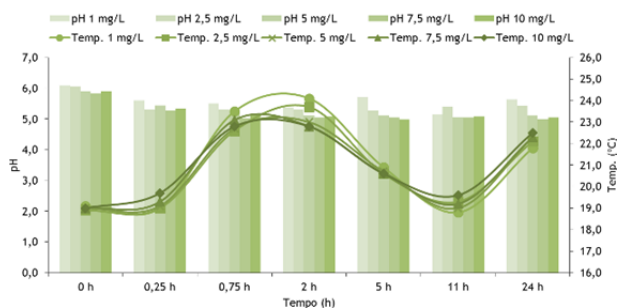
(b)



(c)



(d)



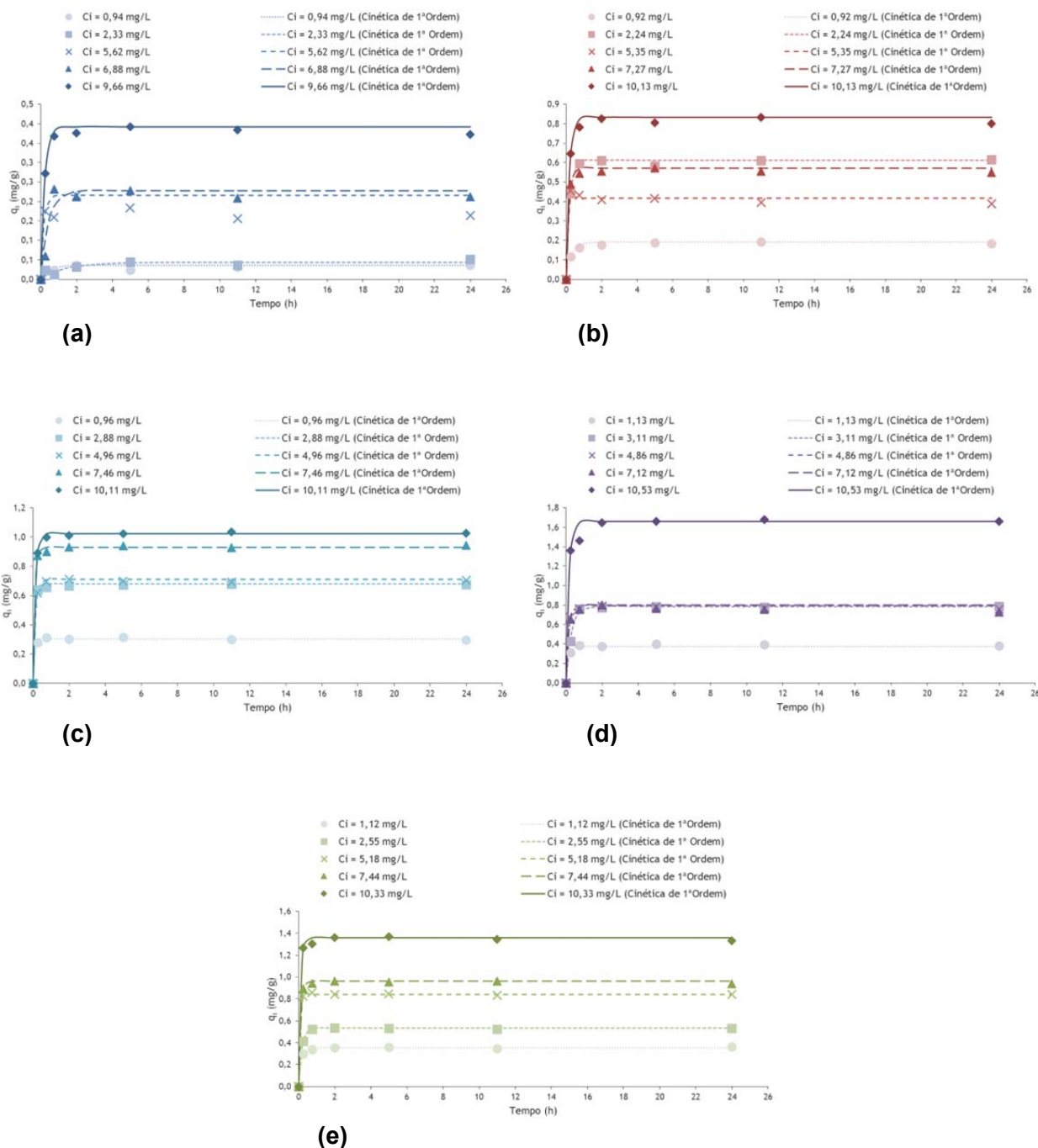
(e)

As Figuras 4a a 4e apresentam a variação, em função do tempo, da quantidade de metais sorvidos por unidade de massa de sorvente (q_s), que traduz, para cada instante, a massa de metais retida em 0,5 g de fino do solo. A cinética de sorção para os cinco metais pesados foi explicada pelo modelo cinético de pseudo-primeira ordem (Lagergren, 1898).

As taxas de sorção (q_s) foram de 0,392 mg Cr/g, 0,833 mg Cu/g, 1,024 mg Ni/g, 1,660 mg Pb/g e 1,360 mg Zn/g para as concentrações iniciais (C_i) mais elevadas (9,66 mg Cr/L, 10,13 mg Cu/L, 10,11 mg Ni/L, 10,53 mg Pb/L e 10,33 mg Zn/L). Para todos os metais, as taxas de sorção foram

superiores para as concentrações teóricas mais elevadas (10 mg/L). A sequência para a cinética de sorção de metais traduz-se em $Cr < Cu < Ni < Zn < Pb$.

Figura 4 – Variação de q_s em função do tempo e curvas simuladas com o modelo cinético de pseudo-primeira ordem para Cr (a), Cu (b), Ni (c), Pb (d) e Zn (e).



CONCLUSÃO

O solo residual granítico da Quinta de Gonçalo Martins (Guarda), na região da Beira Interior de Portugal, tem propriedades reativas que lhe conferem uma boa capacidade de remoção de metais pesados por mecanismos de sorção, o que lhe permite atuar como uma barreira à contaminação de águas subterrâneas durante a recarga artificial de aquíferos com águas residuais tratadas. A remoção de Cu, Ni, Pb e Zn foi elevada, verificando-se taxas de sorção (q_s) de 0,833 mg Cu/g, 1,024 mg Ni/g, 1,660 mg Pb/g e 1,360 mg Zn/g para a concentração teórica (C) mais elevada (10 mg/L), e ocorreu essencialmente por mecanismos de adsorção e permuta iônica, de acordo com a cinética de reação de pseudo-primeira ordem. A utilização deste solo como meio de enchimento de infraestruturas de infiltração, pode ainda tornar-se economicamente competitivo quando comparado com os materiais reativos utilizados atualmente.

REFERÊNCIAS

- CHAARI, I.; MEDHIOUB, M. e JAMOSSI, F. (2011). Use of clay to remove heavy metals from Jebel Chakir landfill leachate. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, v.6, n. 2, p.143-148.
- COSTA, J. (2011). Caracterização e constituição do solo. 8ª Edição. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, Portugal, 527p.
- CSOBÁN, K.; PÁRKÁNYI – BERKA, M.; JOÓ, P.; BEHRA, P. (1997). Sorption experiments of Cr (III) onto silica. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* v. 141, p.347-364.
- DÍAZ, J.; GOMEZ, J.; ARMAYOR, J. e CASTANO, S. (2000). Recarga artificial de aquíferos. Síntesis metodológica. Estudio de actuaciones realizadas en la Provincia de Alicante. J.A. Hernández (Edt). Edições López Geta, Instituto Geológico e Mineiro de Espanha, Madrid, Espanha.
- FIKE, W. (2001). Sorption of cadmium, copper, lead, and zinc as influenced by pH, ionic strength and selected soil components. Tese de Doutoramento, Virgínia Polytechnic Institute and State University, Virgínia, EUA.
- HOUBA, V.; VAN DER LEE, J.; NOVOZAMSKY, I. (1995). Soil Analysis Procedures. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Holanda.
- ISO 15586 (2003). Water quality. Determination of trace elements using atomic absorption spectrometry with graphite furnace. Norma internacional, International Organization for Standardization, Genebra, Suíça, 7p.
- KALLALI, H.; ANANE, M.; JELLALI, S.; TARHOUNI, J. (2007). GIS-Based multi-criteria analysis for potencial wastewater aquifer recharge sites. *Desalination*, v. 215, p.111-119.

- KOPPELMAN, M.; EMERSON, A.; DILLARD, J. (1980). Adsorbed Cr (III) on Chlorite, Illite and Kaolinite: on X-Ray photoelectron spectroscopic study. *Clays and Clay Minerals*, v. 28, n. 2, p.119-124.
- LAGERGREN, S. (1898). About the theory of so called adsorption of soluble substances, *Ksver Vetterskapsakad Handling*, v. 24, p.1-6.
- LECLAIRE, J. (1985). Adsorption of copper and cadmium onto soils: Influence of organic matter. Tese de Doutorado. University of California, Riverside. Riverside, CA.
- LLURIA, M. (2009). Successful application of managed aquifer recharge in the improvement of the water resources management of semi-arid regions: Examples from Arizona and the Southwestern U.S.A., *Boletín Geológico y Minero*, v. 120, n. 2, p.111-120.
- LQARS (2006). Manual de fertilização das culturas: INIAP – Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa, Portugal, 282p.
- LUKMAN, S.; ESSA, M.; MU'AZU, N.; BUKHARI, A. e BASHEER, C. (2013). Adsorption and desorption of heavy metals onto natural clay material: Influence of initial pH. *Journal of Environmental Science and Technology*, v. 6, n. 1, p.1-15.
- MEURER, E.; RHEINHEIMER, D.; BISSANI, C. (2006). Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER E. (Ed.), *Fundamentos da química do solo*. Porto Alegre, Evangraf, Brasil, p.117-162.
- NELSON, D.; SOMMERS, L. (1996). Total carbon, organic carbon and organic matter : In *Methods of soil analysis, Part 3, Chemical Methods – SSSA, Book series 5*, p.961-1010.
- NOJD, P.; LINDROOS, A.; SMOLANDER, A.; DEROME, J.; LUMME, I.; HELMISAARI, H. (2009). Artificial recharge of groundwater through sprinkling infiltration: Impacts on forest soil and the nutrient status and growth of Scots pine. *The Science of the Total Environment*, v. 407, n. 10, p.3365-3371.
- NORMA PORTUGUESA DEFINITIVA NP 83. (1965). Solos. Determinação da densidade das partículas, IGPAI, Lisboa, Portugal.
- RAMÍSIO, P. (2007). Retenção de metais pesados de escorrência rodoviárias por filtração reactiva. Tese de Doutorado, Universidade do Minho, Braga, Portugal.
- RUAN, H.; GILKES R. (1996). Kinetics of phosphate sorption and desorption by synthetic aluminous goethite before and after thermal transformation to hematite. *Clay Minerals*, v. 31, n. 1, p.63-74.
- SILVA, F. (2011). Estudo do Potencial de Recarga de Aquíferos com Águas Residuais Tratadas utilizando Sistemas de Informação Geográfica. Dissertação de Mestrado, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 87p.

- SILVA, F. (2015). Avaliação da capacidade reativa de solos residuais destinados à infiltração de águas residuais tratadas. Tese de Doutorado, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 490p.
- SILVA, F., SCALIZE, P., CRUVINEL, K.; ALBUQUERQUE, A. (2017). Caracterização de solos residuais para infiltração de efluente de estação de tratamento de esgoto. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 1, p.95-102.
- TALAAAT, H.; EL DEFRAWY, N.; ABULNOUR, A.; TAWFIK, A. (2011). Evaluation of heavy metals removal using some Egyptian clays. Proc. 2nd International Conference on Environmental Science and Technology, IPCBEE, v.6, p.37-42.
- VAN REEUWIJK (2002). Procedures for soil analysis : 6ª Edição, ISRIC, FAO.
- WU Y.; ZHANG S.; GUO X.; HUANG H. (2008). Adsorption of chromium(III) on lignin. Bioresource Technology, v. 99, n. 16, p.7709-7715.

Realização



Associação Nacional dos Serviços
Municipais de Saneamento